

GEOSZFÉRÁK 2015

Szerkesztette

Unger János – Pál-Molnár Elemér

GeoLitera

HU ISSN 2060-7067

Geoszférák időszaki kiadvány

HU ISSN 2062-2465

Kiadó

SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet

Sorozatszerkesztő

Pál-Molnár Elemér

A sorozat szerkesztőbizottsága

Geiger János
Hetényi Magdolna
Keveiné Bárány Ilona
Kovács Zoltán
M. Tóth Tivadar
Mezősi Gábor
Mészáros Rezső
Rakonczai János
Sümegei Pál
Unger János

A Geoszférák időszaki kiadvány köteteinek grafikai terve Jacob Péter és Pál-Molnár Elemér munkája

*Címlapfotó: A Ditrói Alkáli Masszívum ultramafikus kumulátumkőzetének vékonycsiszolati képe (+N, 40x)
(Almási et al., 19. oldal)*

X 227.970

GEOSZFÉRÁK 2015

A Szegedi Tudományegyetem Földtudományok Doktori Iskolájának eredményei

Szerkesztette
Unger János – Pál-Molnár Elemér



GeoLitera
SZTE TTK Földrajzi és Földtudományi Intézet
Szeged, 2016

SZTE Klebelsberg Könyvtár



J001146064



Szerzők

Almási Enikő Eszter
Batki Anikó
Bácsmegi Gábor
Bede Ádám
Csatári Bálint
Fabula Szabolcs
Farsang Andrea
Fejes Ildikó
Hernesz Péter
Kiss Tímea
Korom Annamária
Molnár Dávid
Pál-Molnár Elemér
Sümegei Pál
Timár Judit

© SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet, 2016
Minden jog fenntartva

Nyelvi lektor

Kosztolányi Éva

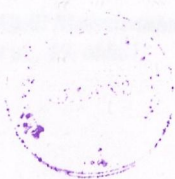
Nyomda

Innovariant Nyomdaipari Kft., Szeged
Felelős vezető Drágán György
6750 Algyő, Ipartelep 4.

X 227970

GeoLitera

SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet
Felelős kiadó Pál-Molnár Elemér
6722 Szeged, Egyetem u. 2.
www.geolitera.hu



TARTALOMJEGYZÉK

Előszó	7
Almási Enikő Eszter, Pál-Molnár Elemér, Batki Anikó A Ditrói Alkáli Masszívum ultramafikus kumulátumközeteinek petrogenetikája	9
Bácsmegi Gábor, Sümegi Pál Geoarchológiai és környezettörténeti kutatások Karancsság–Alsó-rétek lelőhelyen	35
Bede Ádám, Sümegi Pál Régészeti geológiai és Tájökológiai vizsgálatok tiszántúli halmokon	59
Fabula Szabolcs, Timár Judit A fogyatékoság mint társadalmi-térbeli viszony földrajzi vizsgálata	89
Fejes Ildikó, Farsang Andrea A talaj- és talajvízrendszer komplex környezeti szempontú értékelése városi területen, Szeged példáján	113
Hernesz Péter, Kiss Tímea Késő pleisztocén és holocén ártérfejlődés az Alsó-Tisza mentén	139
Korom Annamária, Csatári Bálint A franciaországi kistérségi együttműködések szerepe a terület- és vidékfejlesztés rendszerében	159
Molnár Dávid, Sümegi Pál Dél-dunántúli és Kelet-horvátországi lösz-paleotalaj szelvények paleoökológiai rekonstrukciója malakológiai és üledéktani adatok segítségével	185
A kötet – 2015-ben PhD fokozatot szerzett – szerzői	209



A TALAJ- ÉS TALAJVÍZRENDSZER KOMPLEX KÖRNYEZETI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE VÁROSI TERÜLETEN, SZEGED PÉLDÁJÁN

Fejes Ildikó, Farsang Andrea

Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged
e-mail: fejesildo@gmail.com

ÖSSZEFOGLALÁS

A tanulmányban a talaj- és talajvízrendszer átfogó, geokémiai, hidrodinamikai és talajtani vizsgálatát és értékelését végeztük el városi környezetben, Szegedre vonatkozóan. A talajvíz minőségi és mennyiségi monitoring és a talajvizsgálatok eredményei alapján kimutattuk, hogy mind a talajvíz, mind pedig a talajok az antropogén tevékenység és a városi hatások következtében elszennyeződtek és erőteljesen módosultak. Ezek a változások megmutatkoznak többek között a talajvíz kémiai és áramlásában, a talajok adszorpciós-deszorpciós tulajdonságaiban, valamint a telítetlen zónában zajló szennyezőanyag migrációs folyamatokban is.

1. Bevezetés

Napjainkban a világ népességének több mint fele él városokban, mely arány folyamatosan növekszik, ezért egyre több embert érintenek a városi környezet terhelő hatásai. A városokat jellemző intenzív antropogén tevékenység következtében sok nagyvárosban mára visszafordíthatatlanul károsodott a környezet, köztük a talajvíz és a talaj. A felszín alatti vízbázisok közül a talajvíz az egyik legérzékenyebb a külső szenny-

yezésekre felszínhez való közelségének következtében, és elszennyeződése kihat a környezet minden elemére, így az emberre is. A talaj a talajvíz elsődleges védelmi zónája, azonban egyben a talajvíz potenciális szennyezőforrása is lehet. A talajvízben előforduló szennyezések terjedésének vizsgálatához tehát elengedhetetlen a szennyezőanyagok telítetlen zónában zajló migrációs folyamatainak feltárása, valamint a talajvíz áramlási viszonyainak megismerése is. A fentiek tükrében a talajvíz minőségé-

nek vizsgálata komplex megközelítést igényel: talajtani, hidrogeológiai és hidrogeokémiai ismeretekkel együtt értékelhető eredményesen.

A kutatás aktualitását a felvázolt, városokban tapasztalt folyamatok mellett az adja, hogy bár a hazai szakirodalomban is előtérbe kerültek a városi környezettel kapcsolatos kutatások, azonban a komplex, több szférát magukban foglaló elemzések meglehetősen hiányosak. Ennek megfelelően munkánkban szélesíteni kívántuk a nagyvárosok talajaira és talajvízrendszerére vonatkozó ismereteket, kiemelten az antropogén tevékenység módosító hatásait.

Kutatásunk fő célkitűzése a szegedi talaj-talajvízrendszer átfogó geokémiai, hidrodinamikai és hidrogeokémiai vizsgálata és értékelése volt komplex városi környezetben. A kitűzött célok közé tartozik a talajvízrendszer minőségi állapotának, tér- és időbeli változásának felmérése szervesen szennyezők vonatkozásában, a talajvíz geokémiáját meghatározó háttérfolyamatok feltárása, valamint a kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiája alapján. Céljaink között szerepelt a talajvízjárást befolyásoló városi mesterséges hatások elkülönítése, a talajvízjárás és a csapadékmennyiség változása közötti összefüggések elemzése, illetve a talajvízszint idősorok fraktálviselkedésének vizsgálata. A talajvizsgálatokkal célunk volt a talaj minőségi állapotának felmérése a leginkább szennyezett talajvízű kutak környezetében, valamint a talajok nehézfém adszorpciós tulajdonságainak feltárása. Továbbá célként tűztük ki a talajvízbe a telítetlen zónából potenciálisan beszivárgó nehézfémek vertikális migrációjának modellezését, végül pedig a talaj és a talajvízrendszer komplex kapcsolatrendszerének feltérképezését.

2. Anyag és módszer

2.1. A mintaterület bemutatása

Szeged az Alföld délkeleti részén, a Tisza és a Maros találkozásánál fekszik. Szeged Magyarország harmadik legnépesebb városa, lakosainak száma 161 921 fő (Központi Statisztikai Hivatal, 2014). A város az ország legalacsonyabb területén fekszik, átlagos tengerszint feletti magassága 84 mBf., relatív reliefe 0–2 km² közötti (Dövényi, 2010). Éghajlata meleg és száraz, évi középhőmérséklete 10,5 °C, átlagos évi csapadékösszege 489 mm (Országos Meteorológiai Szolgálat, 2014).

A felszín kialakításában a legnagyobb szerepet a Tisza és a Maros folyórendszere játszotta. A helyenként 3 km vastagságú pliocén rétegeket több száz méter vastagságban pleisztocén és holocén kori folyóvízi üledék fedi (Dövényi, 2010). A Tisza jobb partján a felső pleisztocénben képződött lösz dominál, a bal parton pedig holocén képződmények találhatók. A felszíni viszonyokat jelentősen átalakította az 1879-es szegedi nagy árvíz, melyet követően az alacsonyban fekvő területek magasságát jelentős feltöltéssel növelték meg. A feltöltés mértéke a belvárosban akár a 6 m-t is elérheti, és összetételét tekintve igen heterogén, mesterséges anyagból áll (Andó, 1979).

Mivel a városban a Tisza két részre osztja a területet, a talajvízrendszert is legalább két típusba kell sorolni. A kettő között az a legfontosabb különbség, hogy a Tisza jobb parti területén a talajvíz általában nyílt tükrű, míg az ellentétes oldalon feszített tükrű. Mindkét talajvíztípust figyelembe véve nem határozható meg egy, az egész területre egységesen összefüggő talajvíztároló réteg (Kaszab, 1987), tehát nincs szorosan összefüggő talajvízrendszer sem. A talajvíztükör mélysége a felszínhez viszonyítva átlagosan

1–4 m, de a leginkább feltöltött területeken a 6 m-t is elérheti.

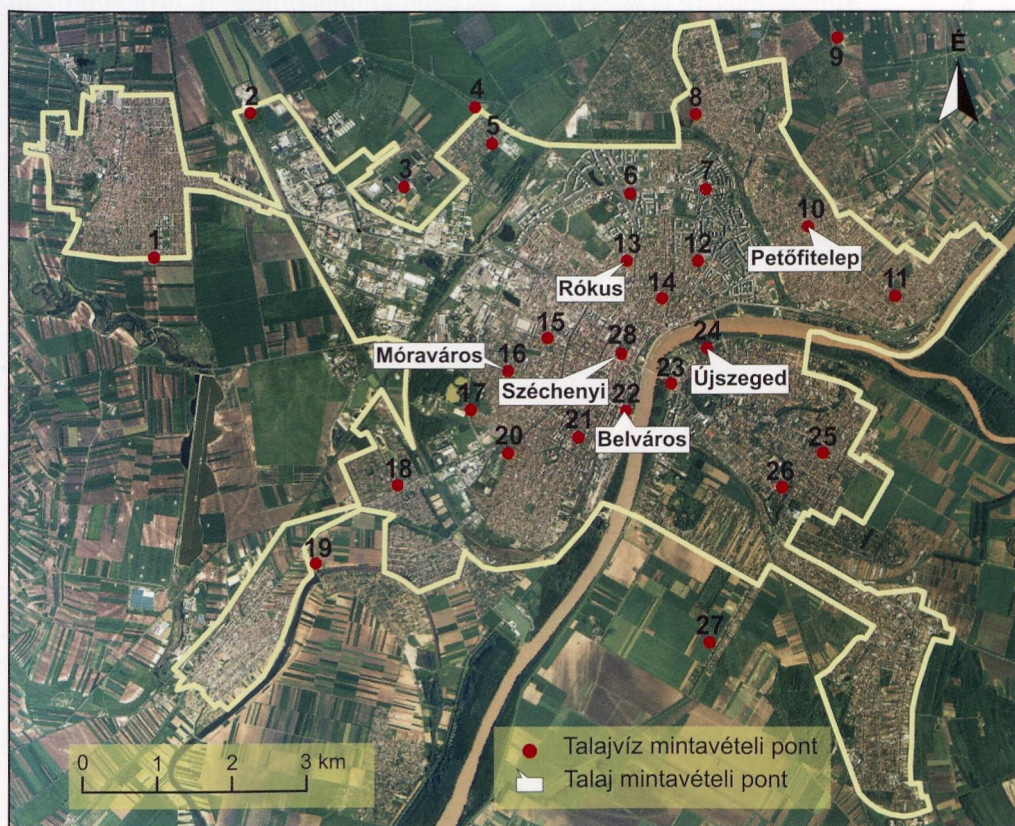
A talajokat tekintve a belvárosban az erősen antropogén *Technosol* talajok jellemzőek (Puskás, Farsang, 2008). Szeged északkeleti részén szolonyecses réti talajokat, nyugaton nyers öntés talajokat, az északnyugati területeken típusos és infúziós löszön kialakult mezősségi talajokat találunk, míg a déli részekben a réti talajok, keleten pedig a csernozjom dominál (Korpás, Pálmai, 1955).

2.2. Módszerek

2.2.1. Mintavétel és helyszíni vizsgálatok

Szegeden kiterjedt talajvíz-megfigyelő kúthálózat áll rendelkezésre, melyekből

28 db monitoring kutat (1. ábra) vontunk be a talajvíz-minőségi vizsgálatokba. A kétéves minőségi monitoring (2010 októbere és 2012 szeptembere között) során havonta, illetve kéthavonta történt a talajvíz mintavétel. A talajvízszint monitoringhoz ezekből a kutakból 17-et választottunk ki, amelyből származó másfél éves (2012. január–2013. július) idősorokat további 14 ATIVIZIG (Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság) talajvízkút 13,5 éves (2000. január–2013. július) idősoraival bővítettünk ki. A talajmintavételre 2011 novemberében került sor, a hat legszennyezettebb talajvízkút közvetlen környezetében (1. ábra). A csapadékmintákat 2012 májusában, a frissen



1. ábra – A talajvíz és a talaj mintavételi pontok elhelyezkedése a mintaterületen

lehulló csapadékból vételeztük, a város különböző funkciójú területein.

A helyszíni vizsgálatok alkalmával megmértük a kutakban a relatív talajvízszinteket, a pH-t, a hőmérsékletet, a vezetőképességet és az összes oldott sótartalmat. A mintavételt megelőzően a kutakban tisztító szivattyúzást alkalmaztunk, mely során a kútban lévő víztérfogót háromszorosít szivattyúztuk ki.

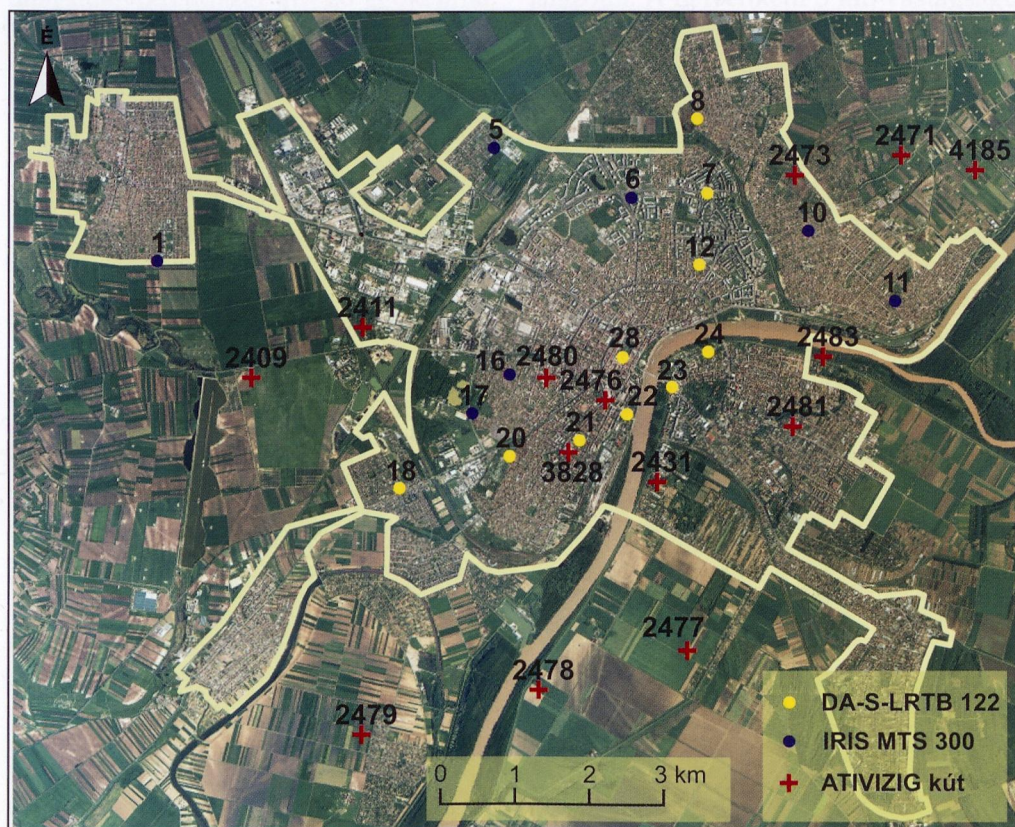
A talajvízszint monitoringba bevont 17 kútba (2. ábra) 2012 januárjában állandó vízszintmérőket telepítettünk. Tíz kútba DA-S-LRTB 122 típusú vízszintregiszter került, melyek félórás időközönként rögzítették a talajvíz hőmérsékletét és vízszintjét. Hét kútba IRIS MTS 300 típusú műszert

helyeztünk, melyek rádiófrekvencia segítségével, négy órás időközönként mérték a vízszinteket. A 14 ATIVIZIG talajvíz-megfigyelő kút vízállásait három napos időközönként OTT Thalimedes Water Level Sensorral és szalagos méréssel regisztrálták.

A talajszelvények mintázása a vonatkozó talajvízszintekig történt, melynek során elkülöníthető rétegenként vettünk mintát (összesen 37 db). A bolygatatlan mintavételt 150 cm-es mélységig végeztük el, a mintákat szintén rétegenként vettük (25 db).

2.2.2. Laboratóriumi vizsgálati módszerek

Az SZTE akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumban a talajvízmintákban tizenkét szervetlen szennyező (Cu, Co,



2. ábra – A talajvízszint monitoring kutak elhelyezkedése a mintaterületen

Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, As, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ és PO_4^{3-}) koncentrációja került meghatározásra áramlásos analízises (FIA) és optikai emissziós spektrometriás (ICP OES) módszerrel. A csapadékvíz- és talajmintákban hét nehézfém (Cu, Co, Cr, Cd, Pb, Ni, Zn) koncentrációit mértük, a csapadékvíz esetében optikai emissziós spektrométerrel, a talajmintáknál (királyvizet feltárást követően) atomabszorpciós spektrométerrel (AAS). A talajmintákban meghatároztuk a pH-értéket potenciometriás műszerrel, az Arany-féle kötöttségi számot fonalpróbával, a szervesanyag-tartalmat kolometriás módszerrel, a szénsavasmész-tartalmat Scheibler-féle kalciméter felhasználásával, valamint az összes oldott só-tartalmat konduktométerrel. A szemcseméret-eloszlás vizsgálatokhoz lézer diffrakciós módszert alkalmaztunk, és a kapott eredmények segítségével elvégeztük a minták textúra szerinti csoportosítását. Bolygatatlan mintákból, permeaméterrel meghatároztuk a talajok telítettségi vízvezető képességét, továbbá tömegméréses módszerrel a térfogattömeget, az összporozitást és a nedvességtartalmat.

Sztatikus egyensúlyi kísérletekben húsz reprezentatív kiválasztott talajminta adszorpciós tulajdonságait vizsgáltuk a rézre és a nikkelle vonatkozóan. A modellkísérletekben a talajmintákhoz különböző kezdeti oldatkonzentrációjú (C_0) NiSO_4 , illetve CuSO_4 oldatot adtunk, majd rázatást követően megmértük a szuszpenziókban az egyensúlyi oldatkonzentrációkat (C_e) atomadszorpciós spektrométerrel. A talaj által megkötött fémkonzentrációt (q) a hígítási arány (2,5) ismeretében, a C_0 és C_e értékek felhasználásával számoltuk ki. Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat nikkelle, illetve réz-konzentrációját (C_e) az egyensúlyi adszorbeált nikkelle, illetve réz-konzentráció (q) függvényében ábráztuk. Az így kapott

adszorpciós görbék pontjaira Langmuir-függvényt illesztettünk, amely segítségével meghatároztuk az adszorpciós kapacitás (a) és az adszorpciós egyensúlyi állandó (K_d) értékeket.

2.2.3. Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei

A talaj és a talajvíz minősítését a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet „B” szennyezettségi határértékei alapján végeztük el. Az adatok feldolgozásához és értékeléséhez a Microsoft Office Excel 2010, valamint az IBM SPSS Statistics 20 programot használtuk. A térképeket ESRI ArcGIS 10 szoftver segítségével szerkesztettük és Corel Draw Graphics Suite X3 segítségével tökéletesítettük.

A mérési eredmények és számított adatok értékeléséhez statisztikai vizsgálatokat végeztünk, melyeket megelőzően sor került többek között a kiugró és extrém értékek szűrésére, a normalitás vizsgálatra, illetve logaritmus transzformációra (a nem normál eloszlású változók esetében). A korrelációs számításokhoz nem-paraméteres Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk. A vizsgált komponensek csoportosítására, és a geokémiai háttérfolyamatok feltárására főkomponens-analízist használtunk a Kaiser-féle kritérium alapján. A mintavételi kutak térbeli elkülönítését (a talajvíz kémiaja alapján) Fisher-féle lineáris diszkriminancia-analízis segítségével végeztük el. A talajvízjárás és a csapadékmennyiség változása közötti kapcsolatokat (hatóidő) keresztkorrelációs számításokkal vizsgáltuk. A talajvíz és a Tisza vízjárás potenciális hosszú távú emlékezetének és fraktálviselkedésének vizsgálatához R/S (*Rescaled Range*) analízist alkalmaztunk. Az R/S statisztikát Benoit 1.3 fraktálgeometriai szoftverrel végeztük el, mely alkalmas a vízszint idősorok fraktáltulajdonságainak meghatározására és a Hurst exponensek becslésére.

Az adszorpciós izotermák készítéséhez és a Langmuir-függvény illesztéséhez a Microcal Origin 6.0 szoftvert használtuk. A talaj-kolloid-talajvízrendszer szivárgás-hidraulikai és transzportfolyamatainak modellezésére a WHI UnSat 2.2 program VS2DT modulját alkalmaztuk. A kétdimenziós vertikális migrációs modellek felépítéséhez a laboratóriumban mért és a számított adatokat használtuk fel, és az adszorpciós kísérletekben is vizsgált nehézfémekre (nikkel és réz) vonatkozóan 1, 5, 10, 50 és 100 évre futtattuk le.

3. Eredmények és értékelésük

3.1. A talajvíz minőségi állapota, térbeli és időbeli változásai

A városi talajvíz monitoring során 16 vízminőségi paramétert mértünk két éven keresztül (2010 októbere és 2012 szeptember között), mely eredményeként egy több mint 7000 értéket tartalmazó adatbázis állt rendelkezésünkre.

3.1.1. A talajvíz minősége a szervesetlen szennyezők koncentrációi alapján

Kutatásunk során a kontamináció szempontjából történő elemzést a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján végeztük. Amennyiben a vízmintában valamely mért komponens koncentrációja meghaladja a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket, már szennyezettnek tekintjük. Mivel az említett rendelet a nitritre vonatkozóan nem állapít meg határértéket, ezért a 201/2001 (X. 25) Korm. rendeletben megadott ivóvízminőségi határértéket (500 µg/l) használtuk. A vizsgált komponensekre vonatkozó leíró statisztikát az 1. táblázat tartalmazza.

A mért szervesetlen komponensek közül a kobalt és a kadmium koncentrációi a minták túlnyomó részében a kimutathatósági határ alatt helyezkedtek el, ezért a további elemzésekbe nem vontuk bele e két elemet. Az összes mintát tekintve a legtöbb esetben a cinknél tapasztaltunk határérték-túllépéseket (a minták 59,1%-ában), majd ezt követte a nitrát (35,5%), az ammónium (26,9%), a réz (19,1%) és a nikkel

1. táblázat – A vizsgált komponensek leíró statisztikája a vizsgált időszakra (2010. október–2012. szeptember) vonatkozóan

Komponens	Mintasám	Minimum	Maximum	Átlag	Szórás	Relatív szórás (%)	Rel. szórás átlaga (%)
Cu (µg/l)	472	<	2658,00	147,61	295,20	199,99	73,86
Ni (µg/l)	472	<	719,69	15,16	41,52	273,86	84,36
Cr (µg/l)	472	<	18,62	2,32	2,82	121,45	62,57
Pb (µg/l)	472	<	55,10	5,60	7,93	141,58	54,20
Zn (µg/l)	472	2,73	17465,00	1175,08	2001,31	170,31	81,09
As (µg/l)	472	<	52,09	3,11	6,63	213,09	46,83
NH ₄ ⁺ (µg/l)	473	<	13181,14	1231,72	2773,13	225,14	73,61
PO ₄ ³⁻ (µg/l)	473	<	16891,97	373,46	1210,38	324,09	104,54
NO ₃ ⁻ (µg/l)	473	<	1201960,94	98215,10	163013,04	165,98	109,36
NO ₂ ⁻ (µg/l)	473	<	12160,13	480,47	1586,50	330,20	109,46

<: kimutatósi határ alatt

(18,2%). Kiugróan magas értékeket mérünk a cink esetében, melynél a határérték akár 50-szeresét is eléri a koncentrációk, az ammóniánál 20-szoros, míg a nitrátnál 10-szeres határérték-túllépéseket is találunk. Az egyes komponensek átlagos koncentrációit tekintve a legmagasabb értékek döntően 2010 végén és 2011 elején adódtak, tehát ekkor volt a leginkább szennyezett a talajvíz. Kivétel ez alól a cink, melynek koncentrációi 2012 tavaszán voltak a legmagasabbak, illetve az ammónium, melynél 2011 őszén érték el tetőpontjukat a koncentrációk.

Összességében kijelenthető, hogy Szeged talajvizét nagymértékű kémiai szennyezettégi állapot jellemzi, hiszen a mért tizenkét szerves szennyező közül kilencel folyamatosan szennyezett volt a minták jelentős része a monitoring alatt.

3.1.2. A szennyezések térbeli eloszlása a mintaterületen

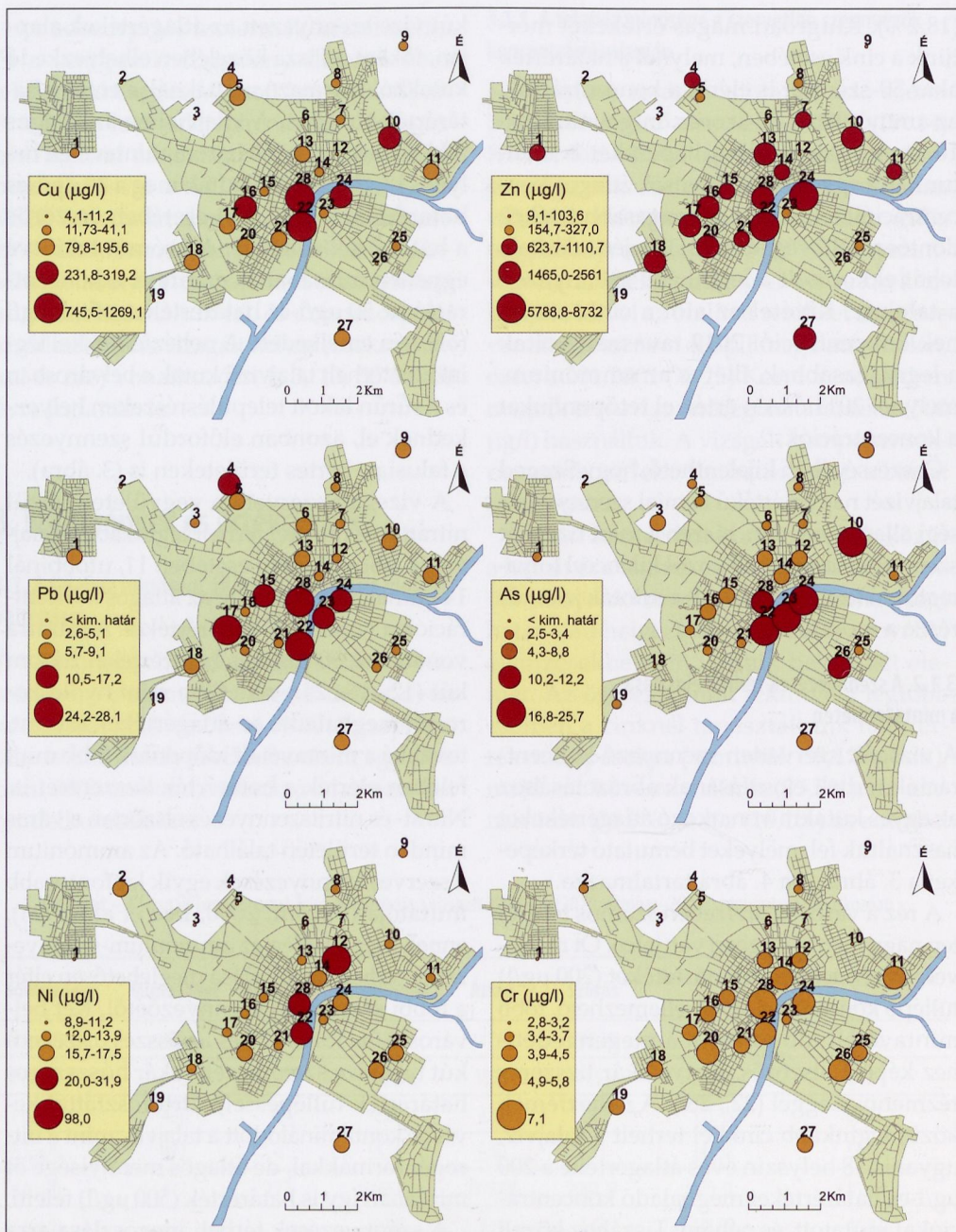
A vizsgált szerves szennyező koncentrációk térbeli eloszlásának ábrázolásához az egyes kutakra vonatkozó átlagértékeket használtuk fel, melyeket bemutató térképeket a 3. ábra és a 4. ábra tartalmazza.

A réz a város talajvizében számos területen nagy mennyiségben van jelen. Öt mintavételi hely talajvize határértéket ($200 \mu\text{g/l}$) túllépő koncentrációkkal jellemezhető, több mintavételi időpontban a megengedett-höz képest ötszörös, illetve akár tízszeres rézmennyiséggel (22., 28.). A nehézfémek közül leginkább cinkkel terhelt a talajvíz, ugyanis 18 helyszín éves átlagértéke a $200 \mu\text{g/l}$ -es határértéket meghaladó koncentrációkat mutatott, és néhány Tiszához közeli pontban (22., 24.) kiugróan magas értékeket mérünk (akár a megengedett mennyiség ötvenszeresét). Az ólom esetében szintén kritikus a helyzet, hiszen hat kútban az ólomkoncentráció éves átlagértéke is átlépte a $10 \mu\text{g/l}$ -es határt. Arzénnel hat

kút vize szennyezett az átlagértékek alapján, főként a Tisza közelében elhelyezkedő kutakból származó mintáknál jelentős a határérték-túllépés. A talajvízben az átlagos nikkellkoncentrációk három mintavételi helyen (12., 22., 28.) haladták meg a $20 \mu\text{g/l}$ -es határértéket, a 12. kút esetében ötszörös a határérték-túllépés. A krómot tekintve egyetlen mintában sem érte el a koncentráció az $50 \mu\text{g/l}$ -es határértéket, sőt, 20 g/l fölé sem emelkedett. A nehézfémekkel leginkább terhelt talajvízű kutak a belvárosban és a sűrűn lakott településrészekeken helyezkednek el, azonban előfordul szennyezés a falusias, kertes területeken is (3. ábra).

A vizsgált szerves szennyezők közül nitráttal és nitráttal terhelt leginkább a talajvíz (4. ábra). Előbbi esetében 11, utóbbinál 14 kútnál haladták meg az átlagos koncentrációk a vonatkozó határértéket. A nitrátra vonatkozó 50 mg/l -es határértéket három kút (12., 16., 24.) vize több mint nyolcszorosan meghaladta az átlagértékek szerint, továbbá a mintavételi időpontok több mint felében elérték a határérték tízszeresét is. Nitrát- és nitrátszennyezés elszórtan a város minden területén található. Az ammónium a szerves szennyezések egyik legfontosabb mutatója (Barótfi, 2000; Lee et al., 2006), ennek megfelelően az ammónium-szennyezések térbeli megoszlása meglehetősen eltér a többi szerves szennyezőétől. Két belvárosi kút (15. és 22.) és az összes újszegedi kút talajvize szennyezett (akár húszszoros határérték-túllépéssel). Ortofoszfáttal kevésbé kontaminálódott a talajvíz, mint a nitrogénformákkal, de átlagos mennyisége öt mintában így is határérték ($500 \mu\text{g/l}$) feletti.

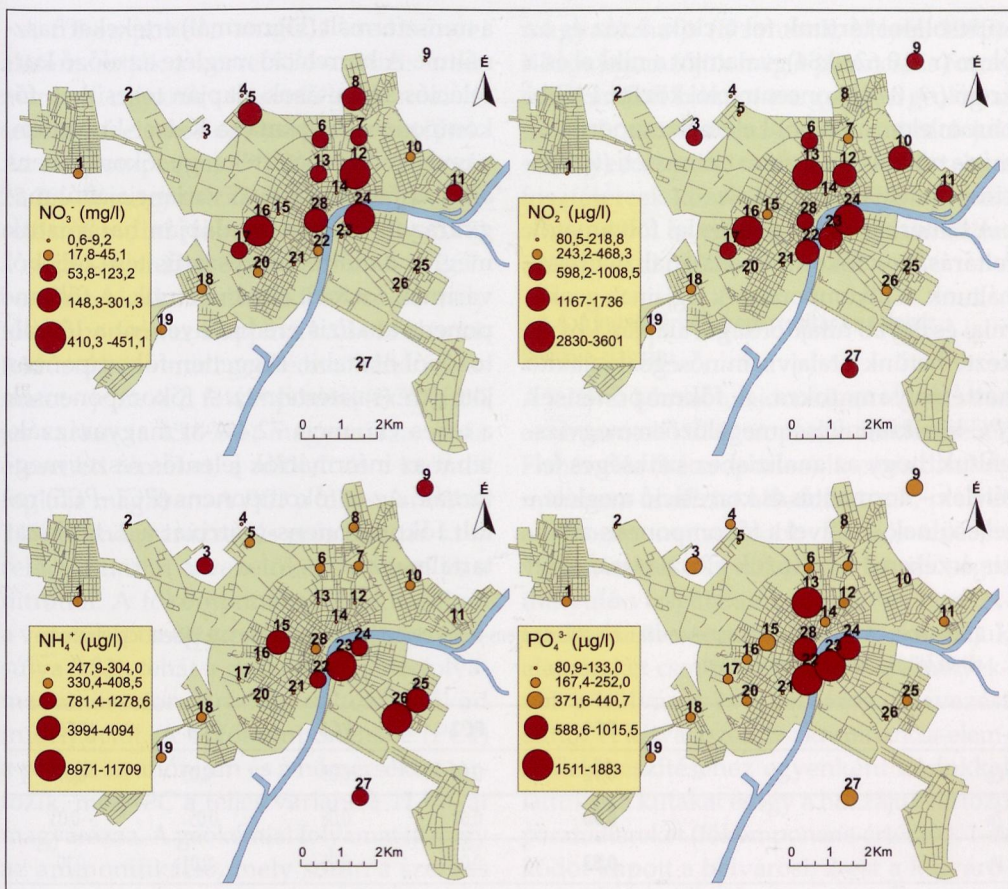
A szennyezések térbeli megoszlása arra enged következtetni, hogy a magas koncentráció-értékek elsősorban az antropogén tevékenység hatásának tulajdoníthatók, hiszen a legszennyezettebb talajvízű kutak a közlekedéssel leginkább terhelt, nagy beépítettségű és sűrűn lakott terüle-



3. ábra – A nehézfémek és az arzén koncentrációinak térbeli eloszlása a vizsgált időszakra vonatkozó átlagértékek szerint (a határérték feletti koncentrációk piros színnel jelölve)

teken helyezkednek el. Ha a kutak szennyezettségét a határérték feletti komponensek számával (az átlag koncentrációk

alapján) jellemezzük, akkor kiderül, hogy a leginkább szennyezett talajvízű kút a 22., melynek talajvíze a mért tizenkét kompo-



4. ábra – A szervesetlen vegyületek koncentrációinak térbeli eloszlása a vizsgált időszakra vonatkozó átlagértékek szerint (a határérték feletti koncentrációk piros színnel jelölve)

nens közül kilencel kontaminálódott. Ezt követi nyolc komponenssel a 24. kút, majd héttel a 28. kút. A további sorrend a szennyezettség mértéke alapján a következő: 23. (5 komponens) > 10., 13., 16., 17. (4) > 11., 12., 15., 27. (3) > 3., 5., 6., 7., 9., 26. (2) > 1., 4., 8., 14., 18., 20., 21., 25. (1). Mindössze két kút (2. és 19.) talajvizében nem haladta meg egy komponens koncentrációja sem a vonatkozó határértéket (az átlagértékek alapján). Általánosságban tehát kijelenthető, hogy a legkevesbé szennyezett kutak az alacsony lakosságszámú városrészek, illetve külterületen helyezkednek el, és a városközpont felé haladva nő a szennye-

nyezettség. Ez a megállapítás összecseng a korábbi szegedi mérések eredményeivel is (Fejes et al., 2012a, 2012b), amelyben a legszennyezettebb talajvízű kutak szintén a belvárosiak voltak.

3.1.3. A vízminőséget meghatározó geokémiai háttérfolyamatok

Az egyes komponensek koncentrációi nagy időbeli változatosságot mutattak (1. táblázat), ezért korrelációs számításokkal azt vizsgáltuk, hogy van-e összefüggés a komponensek koncentráció-változása között. A Spearman-féle korreláció-analízis eredményeként erős, pozitív korrelációs

kapcsolatot tártunk fel a cink, a réz és az ólom ($r = 0,62-0,84$), valamint a nikkel és a króm ($r = 0,81$) koncentrációi között. Előbbi három elem a kalkofil elemek csoportjába, míg a nikkel és a króm az átmeneti (tranzíciós) fémek közé tartozik.

A háttérben zajló geokémiai folyamatok feltárásához főkomponens-analízist használtunk. A főkomponensek tagjainak geokémiai és egyéb tulajdonságai alapján következtethetünk a talajvíz minőségét kialakító háttérfolyamatokra. A főkomponensek (PC-k) elkülönítését megelőzően megvizsgáltuk, hogy az analízishez szükséges feltételek – normalitás és korreláció megléte – teljesülnek-e. Mivel a főkomponens-analízis érzékeny a változók eloszlására, ezért

a transzformált (lognormál) értékeket használtuk. A korreláció megléte az előző korrelációs számítások alapján teljesül. A főkomponensek számát a Kaiser-kritérium, vagyis az ún. sajátérték (egy főkomponens által az összes változó varianciájából magyarázott variancia) alapján határoztuk meg, és a mátrix leegyszerűsítése céljából varimax-rotációt alkalmaztunk. A főkomponens-analízis eredményeként a 13 változóból öt stabil, független főkomponens jött létre (sajátérték>1). A főkomponensek a teljes variancia 72,4%-át magyarázzák, tehát az információk jelentős részét megtartják. Az öt főkomponens (PC1–PC5) rotált főkomponens-mátrixát a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat – A vizsgált vízminőségi jellemzők rotált főkomponens-mátrixa főkomponens-súlyokban (a 0,5 feletti főkomponens-súlyok félkövér betűtípussal kiemelve)

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
Cu	0,92	0,00	0,09	−0,03	0,09
Zn	0,90	0,01	0,08	0,05	−0,03
Pb	0,83	0,02	0,05	−0,01	0,10
Cr	−0,09	0,92	−0,07	−0,09	0,06
Ni	0,15	0,89	0,11	0,03	−0,09
elektromos vezetőképesség	−0,01	0,09	0,83	0,09	0,15
NO ₃ [−]	0,17	−0,08	0,78	−0,13	−0,30
pH	0,01	−0,05	−0,14	−0,81	−0,15
NH ₄ ⁺	−0,27	−0,02	−0,42	0,61	0,31
hőmérséklet	0,10	−0,39	−0,11	0,58	−0,17
NO ₂ [−]	0,34	0,14	0,42	0,45	−0,14
As	−0,04	0,01	−0,08	0,19	0,82
PO ₄ ^{3−}	0,20	0,01	−0,02	−0,08	0,76
sajátérték	2,95	2,06	1,82	1,50	1,08
magyarázott variancia (%)	22,72	15,82	14,02	11,52	8,27
kumulatív %	22,72	38,54	52,55	64,08	72,35

PC: főkomponens

A főkomponens-analízis eredményei alátámasztják a korreláció-analízis eredményeit, ugyanis a hasonló geokémiai viselkedésű elemek egy csoportba kerültek. Az 1. főkomponens ($PC1$) a teljes variancia 22,7%-át magyarázza és erős pozitív korrelációt mutat (főkomponens súly > 0,75) a rézzel, a cinkkel és az ólommal. A $PC1$ -be tehát a kalkofil elemek tartoznak, mely főkomponens ez alapján a kalkofil elemek feldúsulását – mint geokémiai háttérfolyamatot – jelzi. A 2. főkomponens ($PC2$) a teljes variancia 15,8%-át magyarázza, és az átmeneti fémeket, a nikkelt és a krómot foglalja magában. A $PC3$ a teljes variancia 14%-át magyarázza, és erős pozitív korrelációt mutat a vezetőképességgel és a nitráttal. A főkomponens kialakításában a vezetőképesség szerepe a domináns (PC -súly 0,83), tehát a geokémiai háttérfolyamat az összion-tartalom változásáról ad információt. A 4. főkomponensbe ($PC4$) a pH, az ammónium és a hőmérséklet tartozik, mely PC a teljes variancia 11,5%-át magyarázza. A geokémiai folyamat itt vagy az ammonifikáció, mely során a szerves nitrogén ammóniummá transzformálódik, vagy a nitrifikáció, amikor az ammónium nitrissé, majd nitráttá oxidálódik. Mivel az ammónium–nitrít–nitrát átalakulás pH- és hőmérsékletfüggő folyamat (Appelo, Postma, 1999), ez a PC a nitrogénkörforgást reprezentálja. A vizsgált komponensek közül egyedül a nitrít nem tartozik stabilan egyik főkomponenshez sem, amelynek oka lehet, hogy a nitrít vizes rendszerben szinte azonnal nitráttá oxidálódik, nem halmozódik fel, ezért csak átmenetileg mutatható ki a mennyisége (Barótfi, 2000). Az utolsó főkomponens ($PC5$) a teljes variancia 8,3%-át képviseli, és erős pozitív korrelációt mutat az arzén és az ortofoszfát között. Az arsenát-ion (AsO_4^{3-}) és az ortofoszfát (PO_4^{3-}) hasonló tetraéderes szerkezettel rendelkezik, mely a kapcsolatot egyrészt

magyarázhatja (Dzombak, Morel, 1990). Közös jellemzőjük még a potenciális forrásuk: mindkét komponens gyakran geológiai eredetű, azonban magas koncentrációjuk szennyezést jelez, mely az arzéntartalmú foszfátérczek közvetítésével a foszfát mosószerkekből és műtrágyákból származhat (Welch et al., 2000).

3.1.4. A kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiaja alapján

A talajvíz kémiai tulajdonságait alapul véve a mintavételi kutak csoportba rendezéséhez Fisher-féle (kétszoportos) lineáris diszkriminancia-analízist alkalmaztunk, melyet a főkomponensek többváltozós terében végeztünk el. Az előzetes, vízminőségre irányuló vizsgálataink alapján *a priori* feltételezésünk szerint a kutak vízkémiajuk alapján két csoportra oszthatók, amelyeknek a külváros és a belváros elnevezést adtuk. A kétváltozós diszkriminancia-elemzés előkészítéséhez egyenként kódokkal láttuk el a kutakat és így a hozzájuk tartozó paramétereket (főkomponens-értékek). 1-es kódot kapott a belvárosi, 2-est a külvárosi csoport, és a nem eldönthető csoportú kutak az ismeretlen kategóriába kerültek (5.a ábra). Az analízis végeredményként kapott kanonikus korrelációs koefficiens alapján a D függvény a teljes variancia 81,9%-át magyarázza, amely a következő:

$$D = 0,48 \times PC1 + 0,25 \times PC2 + 0,98 \times PC3 + 0,96 \times PC4 + 1,02 \times PC5,$$

ahol D a diszkriminancia-érték; PC a főkomponens (a diszkriminancia-együtthatóval).

A D függvény megmutatja a főkomponensek által képviselt folyamatok szerepét a csoportok elkülönítésében. A diszkriminancia-együtthatók alapján a $PC5$ (az arzén és az ortofoszfát feldúsulása), a $PC3$ (összion-tartalom változása) és a $PC4$ (nitrogén-ciklus) által képviselt folyamat különíti el leginkább a csoportokat, tehát elsősorban a szervesetlen vegyületek változása a diszkri-

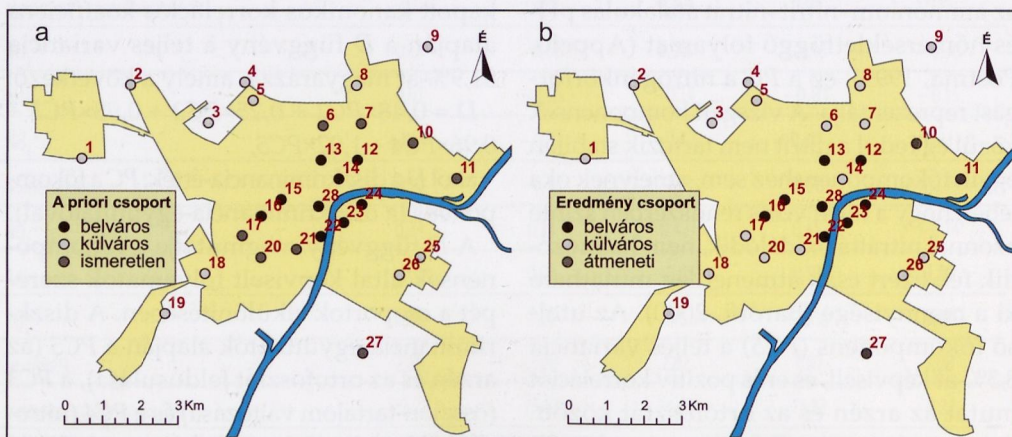
mináló folyamat. A legkevésbé meghatározó a kisebb változékonysággal jellemezhető nehézfémek (Ni-Cr, Cu-Zn-Pb) feldúsulása. A kapott *D* függvény alkalmas a mintaterületről származó jövőbeli talajvízminták csoportjának előrejelzésére is, ugyanis segítségével egyértelműen megadható, hogy a minta geokémiai tulajdonságai alapján mely térbeli csoportba tartozik.

A diszkriminancia-analízist az összes mintavételi időpontra lefuttattuk és az eredményeket minden egyes kútra összegeztük (504 megfigyelés). A 18 mintavételi időpontra vonatkozó eredmények alapján néhány kút csoportba sorolása nem volt teljesen egyértelmű, mely kutak számára létrehoztuk az ún. átmeneti kutak csoportját. A 18 időpontra vonatkozó eredmények alapján 8 kút tartozik a belváros kategóriába, 17 kút a külvárosi, míg 3 kút az átmeneti kategóriába esik (5.b ábra). A végeredmény térkép egy stabil belvárosi magot mutat, melyből csak a kismértékű szennyezettséggel jellemezhető 14. kút különül el. A külvárosi és az átmeneti csoportba tartozó kutak az alacsonyabb beépítettségű városrészekben és a külterületeken helyezkednek el.

A különböző csoportok kútjaira jellemző vízminőségi paramétereket vizsgálva a pH-t kivéve minden minőségi jellemző esetében a legmagasabb átlagértékek a belváros csoporthoz tartoznak, tehát ezek a leginkább szennyezettek. A legalacsonyabb értékek a külvárosi csoport vízminőségi paramétereinél fordulnak elő. Ezek az eredmények is jól mutatják az *a priori* feltételezés (és így a csoportosítás) helyességét, hiszen kémiai tulajdonságaikban egyértelműen eltérnek egymástól a csoportok. Az eredmények az erős antropogén tevékenység hatását jelzik, ugyanis a leginkább szennyezett belváros csoport zónája lefedi a város legnagyobb beépítettségű és leg-sűrűbben lakott területét.

3.2. A talajvíz mennyiségi állapota, térbeli és időbeli változásai

Az állandó vízszintregiszterek alkalmazásával létrehoztunk egy másfél éves vízszint-idősort, melynek adatai félórás, illetve négyórás gyakoriságúak. Ezekon kívül az ATIVIZIG-től kapott adatokkal tovább bővült az adatbázis a több mint 13 év hosszúságú, és három napos mérési interval-



5. ábra – A mintavételi kutak térbeli eloszlása vízkémiajuk szerint az *a priori* csoportba tartozás (a) és a diszkriminancia-függvény (b) alapján

lumú vízszint-idősorokkal. Így az összesen 30 talajvízkútra vonatkozó adatsorok hatékonyan alkalmazhatók a vízjárási és hidrodinamikai trendek feltárására.

3.2.1. A talajvíz járása és a vízjárást befolyásoló mesterséges hatások

A vízjárási trendek feltérképezéséhez a leghosszabb, 13,5 éves (2000.01.01. és 2013.07.10. közötti) ATIVIZIG vízszint-idősorokat használtuk fel. A talajvíz-görbéket összehasonlítva, a kutak vízállásai hasonló trendeket mutatnak a vizsgált 13,5 éves időszakban, miszerint a talajvízszintek maximumai 2005-ben és 2006-ban adódtak, míg a minimumok a 2011 tele és 2013 tavasza közötti időszakra tehetőek. A talajvíz-görbék évi menetét tekintve a vizsgált időszak alatt a talajvíz maximuma áprilisra és májusra, esetenként júniusra esett, míg a vízszintek minimuma októberben és novemberben volt mérhető, mely egybecseng Kaszab (1987, 2006) korábbi szegedi megfigyeléseivel is. A 13,5 éves idősorok utolsó 1,5 évét a saját 1,5 éves méréseinkkel összevetve igen hasonló trendeket és statisztikai kapcsolatokat (korrelációs együtthatók többsége 0,5 feletti) fedeztünk fel, melyek alapján kijelenthető, hogy a különböző mérési technikával regisztrált vízszintek idősorai hasonlóan változnak. Ezek alapján a rövidebb idősorok is alkalmasak a szegedi talajvíz hidrodinamikájának vizsgálatára, és a rövidebb távú trendek feltárására.

Az egyes kutakhoz tartozó idősorok eloszlását hisztogramok segítségével vizsgáltuk, melyeknél az esetek többségében két- vagy többmódusú hisztogramokat kaptunk. Ez azzal magyarázható, hogy a városi vízrendezések (csatornázás, áttemelések, kitermelés stb.) hatása miatt a talajvíz szintje nem emelkedik egy bizonyos (felszínhez közeli) szint fölé, tehát például a csapadékmennyiség növekedése vagy a Tisza áradása ellenére változatlan marad

a talajvízállás ezen maximális pont elérését követően. A nagyvárosokban ez általános jelenség, hiszen a vízrendezések egyik fő célja, hogy elkerüljék a talajvízszint felszínre kerülését, illetve megakadályozzák a felszín alatti létesítmények, alagutak, temetők stb. vízesedését vagy elöntését. Szegeden, a vizsgált időszakban – néhány külterületen elhelyezkedő kút kivételével (2477., 2478., 4185.) – még a legcsapadékosabb években sem emelkedett 0,5 méternél közelebb a felszínhez a talajvíz szintje. Mivel kutatásunk során a természetes hatások feltárása volt a cél, a kutak vízszint-idősorairól leválasztottuk a mesterséges hatásokat jelző adatokat, és az így megmaradt (már normál eloszlású) adathalmazt használtuk fel a további vizsgálatokhoz. A mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatását az idősorok gyakorisági hisztogramjainak segítségével végeztük el, a „mellék-” módusz(ok) „fő-” módusztól való leválasztásával.

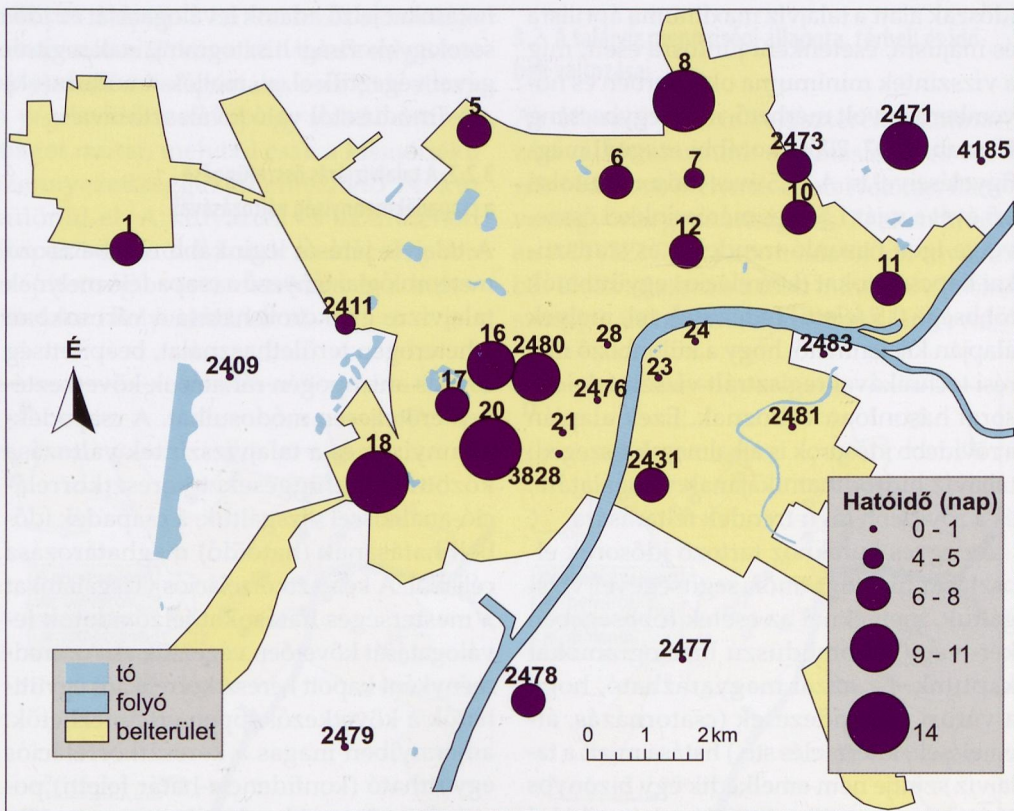
3.2.2. A talajvízjárás összefüggése a csapadékmennyiség változásával

A talajvíz járását leginkább meghatározó meteorológiai tényező a csapadék, melynek talajvízre gyakorolt hatása a városokban a heterogén területhasználat, beépítettség és más antropogén ráhatások következtében erőteljesen módosulhat. A csapadékmennyiség és a talajvízszintek változása közötti összefüggéseket keresztkorreláció-analízissel vizsgáltuk, a csapadék időbeli hatásának (hatóidő) meghatározása céljából. A keresztkorrelációs vizsgálatokat a mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatását követően végeztük el. Az eredményként kapott keresztkorrelációs együtthatók a következőképpen értelmezhetők: amennyiben magas a keresztkorrelációs együttható (konfidencia-határ feletti) pozitív irányban, akkor X változó (csapadékmennyiség) előrejelzi Y-t (kút vízállása). Hatóidőnek azt az időeltolási egységet

(nap) jelöltük ki, melynél a keresztkorrelációs együtttható még meghaladja a vonatkozó konfidencia-határt. Előzetes megfigyeléseink alapján a korrelációanalízist 21 napra végeztük el.

A keresztkorrelációs együttthatók alapján a kutak többségénél a talajvíz járására hatással van néhány napig a csapadékmennyiség, változása előrejelzi a talajvízszintek változását. Az egyes kutakhoz tartozó hatóidőket térképen ábrázolva (6. ábra) térben jól elkülöníthetők azok a területek, melyek talajvízszintjeit elsősorban nem a csapadék határozza meg. Ezek a kutak (2409., 2476., 2479., 2481., 2483., 4185., 3828., 21., 23., 24., 28.) többnyire a Tisza közelében, vagy valamely holtág mellett helyezkednek el, amelyeknél

a csapadékmennyiség változása közvetlenül nem jelzi előre a vízszintek változását. A talajvízjárást ezeken a területeken nagy valószínűséggel a felszíni vizek fluktuációja határozza meg. A többi kút talajvízszintjeire vonatkozóan a keresztkorrelációs számítások változatos hatóidőket eredményeztek, miszerint a csapadékmennyiség változásának késleltetett hatása 1–14 nap a talajvízszintekre vonatkozóan. A leghosszabb hatóidővel a 8., a 18. és a 20. kút rendelkezik, melyeknél a csapadékmennyiség változása a talajvízszintekre két hét múlva érezteti hatását. Tremblay et al. (2011) Kanada három különböző régiójában elhelyezkedő talajvízkút vízjárását elemezték a csapadék függvényében keresztkorreláció-analízis segítségével. Vizsgálatukban



6. ábra – A keresztkorreláció-analízis alapján meghatározott hatóidők térbeli eloszlása

a keresztkorrelációs koefficiensek alapján a csapadék késleltető hatását (hatóidő) – a szegedi eredményekhez hasonlóan – 1 és 10 nap között állapították meg.

A keresztkorreláció segítségével megadott hatóidők alapján általános térbeli megállapításokat nem lehet tenni, ugyanis a vártakkal ellentétben nemcsak a külterületen elhelyezkedő kutaknál alakult magasan a hatóidő, hanem gyakran a magas beépítettségű városrészekben is. Megfelelő következtetéseket csak a lefolyási és beszívargási viszonyok kisléptékű elemzésével lehetne levonni, azonban az ilyen részletes vizsgálatok túlmutatnak a tanulmány célkitűzésein.

3.2.3. A talajvízjárás fraktáltulajdonságai

A hidrodinamikai modellek alkalmazása városi környezetben nem feltétlenül célravezető, főként, ha csak kis sűrűségű vízszint monitoring-hálózat áll rendelkezésünkre. A hidrológiai adatsorok vizsgálatának a modellezésen kívül számos alternatív módja ismert, amelyek közül több figyelembe veszi, hogy az idősorok gyakran önhasonlók, és fraktálviselkedést mutatnak. A talajvízszint idősorok fraktáltulajdonságainak vizsgálata viszonylag új keletű, hiszen csak alig több mint egy évtizede indultak az első ilyen elemzések (Li, Zhang, 2007; Little, Bloomfield, 2010; Rakhshandehroo, Amiri, 2012). A városi talajvízszint idősorok fraktálviselkedéséről szinte semmilyen információnk nincs, ugyanis a városi vizsgálatokba még nem illesztették be ezeket a metódusokat.

Az előzőek tükrében a talajvízjárás fraktálviselkedésének tanulmányozásával egyik célunk volt a Hurst (1951) által megalapozott módszer városi környezetbe való integrálása, alkalmazhatóságának tesztelése. A fraktáldimenzió meghatározására szolgáló R/S analízis segítségével azt vizsgáltuk, hogy a szegedi talajvízrendszer vízjárása

rendelkezik-e hosszú távú emlékezettel, és jellemzi-e a frakcionális Brown-típusú mozgás. Az R/S analízishez a rendelkezésre álló három napos (ATIVIZIG kutak esetén), félórás (DA-S-LRTB 122 típusú regiszterrel ellátott kutaknál) és négyórás (IRIS MTS 300 típusú szenzorral ellátott kutaknál) talajvízszint idősorokat használtuk fel. Az analízis lehetővé teszi különböző időskálájú adatok összehasonlítását, ezért is esett erre a módszerre a választás. Az R/S analízis eredményeként kapott Hurst-exponensek (H) arról adnak tájékoztatást, hogy a vízállás változása perzisztens ($H > 0,5$), antiperzisztens ($H < 0,5$) vagy random ($H = 0,5$) viselkedést mutat-e. Az analízis során a Hurst-exponens meghatározására a $\log(R/S)$ -t a $\log(N)$ függvényében ábrázoltuk. Ha a log-log skálán az R/S statisztikával kiszámolt értékekre egyenest illesztünk, a meredekségéből megbecsülhető a Hurst-együttható (Montanari et al., 1999).

Az R/S statisztika a Tiszára 0,65 H értéket eredményezett, melyhez hasonló exponenst ($H = 0,7$) számított korábban Elek és Márkus (2005) – szintén ezzel a módszerrel – a folyó szegedi vízmércéhez tartozó idősorára vonatkozóan. A Hurst-együttható alapján tehát a Tisza fluktuációja perzisztens jellegű. A perzisztencia a vízszintek esetén azt jelenti, hogy amennyiben a vízszint emelkedik (vagy csökken) egy periódusban, akkor várhatóan az emelkedés (vagy csökkenés) folytatódni fog a következő periódusban is, ami valamilyen szintű hosszú távú memóriára utal. Az analízis eredményei alapján a szegedi talajvíz idősorok is bizonyíthatóan perzisztens jellegűek, ugyanis a kapott H -értékek 0,62 és 0,93 között szóródnak (3. táblázat).

A kapott Hurst-exponensek alapján vitathatatlan, hogy a szegedi talajvízrendszer vízszintingadozásait frakcionális Brown-típusú mozgás jellemzi, ám azok eltérő fokú perzisztenciával írhatók le. Az eredmények

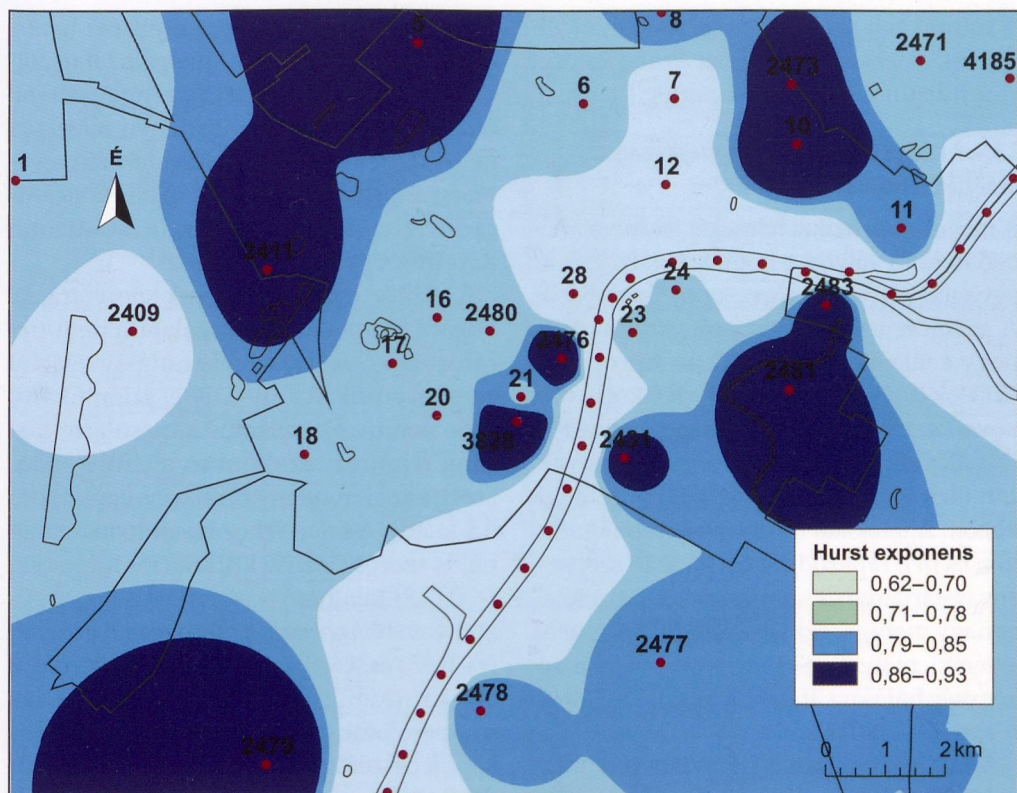
térbeli összehasonlításához az egyes kutakra és a Tiszára vonatkozó Hurst-féle kitevőket IDW (*Inverse Distance Weighting*) interpolációval térképen ábrázoltuk (7. ábra). Az ábrán a legvilágosabb szín reprezentálja a Tiszához tartozó $H = 0,65$ értéket, illetve az ettől az értéktől kismértékben eltérő exponenseket (0,62–0,69). Tehát minél világosabb egy terület, ott annál inkább hasonlít a talajvízszintek viselkedése a Tisza vízszintváltozásaihoz. Az eredmények alapján ebbe a kategóriába a 7., a 12., a 28. és a 2409. kút tartozik. A Tisza fluktuációjával való hasonlóság a 28. és a 12. kút esetében egyértelmű, hiszen előbbi mindössze 350 m-re fekszik a folyótól, míg utóbbi a Tisza egykori holtágának területén található. A 2409. kút bár igen távol helyezkedik el a Tiszától, a hasonló érték a Maty-ér közelségével magyarázható, amely jelenleg is hidrológiai kapcsolatban

van a folyóval. A 7. kút Hurst-exponense ($H = 0,68$) szintén hasonló a Tiszáéhoz, ám ez nem feltétlenül jelenti a folyóval való kapcsolatot, azonban a hasonló exponensű 12. kúttal lényegében azonos földtani felépítés jellemzi. A Tiszától néhány 100 m-re található 23., 24., 2476. és 2483. kutak viselkedése a H -értékek alapján kevésbé hasonlít a folyóéra, melynek oka lehet, hogy e kutak közvetlen környezetében döntően rossz vízvezető képességű agyag található. Három Tiszához közeli kút (2479., 2481. és 2483.) esetében a folyótól nagyban eltérő H -érték a vízrajzi helyzetükkel hozható összefüggésbe, ugyanis a közelükben lévő Holt-Tisza és Holt-Maros vízszintingadozásai befolyásolhatják a talajvízjárást.

A legmagasabb H -értékekkel ($H > 0,85$) leírható, és így a legnagyobb fokú perzisztenciával jellemezhető idősorokhoz tarto-

3. táblázat – Az R/S statisztika eredményei

Kút	Hurst-exponens	Fraktál-dimenzió	Szórás	Adat-szám	Kút	Hurst-exponens	Fraktál-dimenzió	Szórás	Adat-szám
1	0,73	1,27	0,033	1552	2409	0,69	1,31	0,065	1031
5	0,88	1,12	0,012	1699	2411	0,87	1,13	0,204	755
6	0,72	1,28	0,028	1559	2431	0,86	1,14	0,264	1289
7	0,68	1,32	0,52	12503	2471	0,73	1,27	0,081	1634
8	0,79	1,21	0,129	19865	2473	0,86	1,14	0,127	859
10	0,92	1,08	0,112	2436	2476	0,9	1,10	0,176	922
11	0,84	1,16	0,011	1568	2477	0,81	1,19	0,114	808
12	0,68	1,32	0,169	15812	2478	0,83	1,17	0,335	1485
16	0,73	1,27	0,042	1306	2479	0,91	1,09	0,198	888
17	0,8	1,2	0,091	1575	2480	0,75	1,25	0,143	1603
18	0,77	1,23	0,196	20158	2481	0,91	1,19	0,249	724
20	0,73	1,27	0,124	17935	2483	0,89	1,11	0,156	844
21	0,81	1,19	0,055	13655	3828	0,93	1,07	0,262	1339
23	0,75	1,25	0,419	17388	4185	0,75	1,25	0,088	659
24	0,75	1,25	0,045	20947	Tisza	0,65	1,35	0,323	4939
28	0,62	1,38	0,41	18949					



7. ábra – A Hurst-exponensek térbeli eloszlása a Tisza és a talajvíz vonatkozásában (a Tisza H értékei 25 ponton megadva)

zó kutak (5., 2411., 2473., 10., 2476., 3828., 2479., 2431., 2481. és 2483.) földtani felépítésüket tekintve igencsak hasonlóak (Fejes et al., 2014). A fent felsorolt tíz kút közül ($H > 0,85$) a Tisza jobb partján elhelyezkedő hét kút esetében a teljes szelvény (10 m-es mélységig) agyag felépítésű, míg a három bal parti kútnál a felső néhány méterben az iszap és az agyag dominál. Ezek alapján kijelenthető, hogy a leginkább agyagos területeken erős perzisztencia jellemzi a talajvíz járását. Azon kutak talajvízjárása, amelyek környezetében – főként a felszín közelében – számottevő, legalább 1 m vastagságú homok a jellemző (1., 6., 12., 18., 20., 21., 28.), alacsonyabb perzisztenciával írhatók le ($H < 0,78$). Ez azzal magyarázható, hogy a homok jobb vízvezető képessége révén a beszívargó

vizet gyorsan átveszti, kevésbé képes hosszú időn keresztül a talajvízszintek növekvő vagy csökkenő tendenciáját biztosítani, így viselkedése jobban közelít a véletlenszerű mozgáshoz (fraktális Gauss-féle zaj). A fentiek tükrében a talajvíz fraktálviselkedését elsősorban a földtani viszonyok (és a vízvezető képesség), illetve néhány területen a Tisza fluktuációja határozza meg.

3.3. A talaj minőségi állapota és szorpciós tulajdonságai, transzportfolyamatok a telítetlen zónában

A talajszelvények fúrása és a talajminták vétele – a 2011 novemberéig tartó talajvízminta-vizsgálatok alapján – a hat legszennyezettebb talajvízkút (10., 13., 16., 22., 24., 28.) közvetlen környezetében történt.

A mintákban számos fizikai és kémiai jellemzőt, a nehézfémtartalmat és az adszorpciós tulajdonságokat vizsgáltuk.

3.3.1. A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai, nehézfémtartalma

A talajminták fizikai féleségét tekintve minden minta a vályog, a homokos vályog és az agyagos vályog textúracsoportba tartozik. A szemcseméret-eloszlások azt mutatják, hogy a talajok módosultak az antropogén hatások (bolygatás, feltöltés, csonkolás stb.) következtében, hiszen rapszodikusan változnak vertikálisan a szelvényekben, gyakran éles váltással a szomszédos rétegek között. A talajokat ingadozó karbonáttartalom és pH, rapszodikusan változó szervesanyag-tartalom és szemcseméret-összetétel, és nagy mennyiségben előforduló törmelék jellemzi, melyek mind az antropogén tevékenység hatására átalakult talajokra utalnak (Fejes et al., 2013).

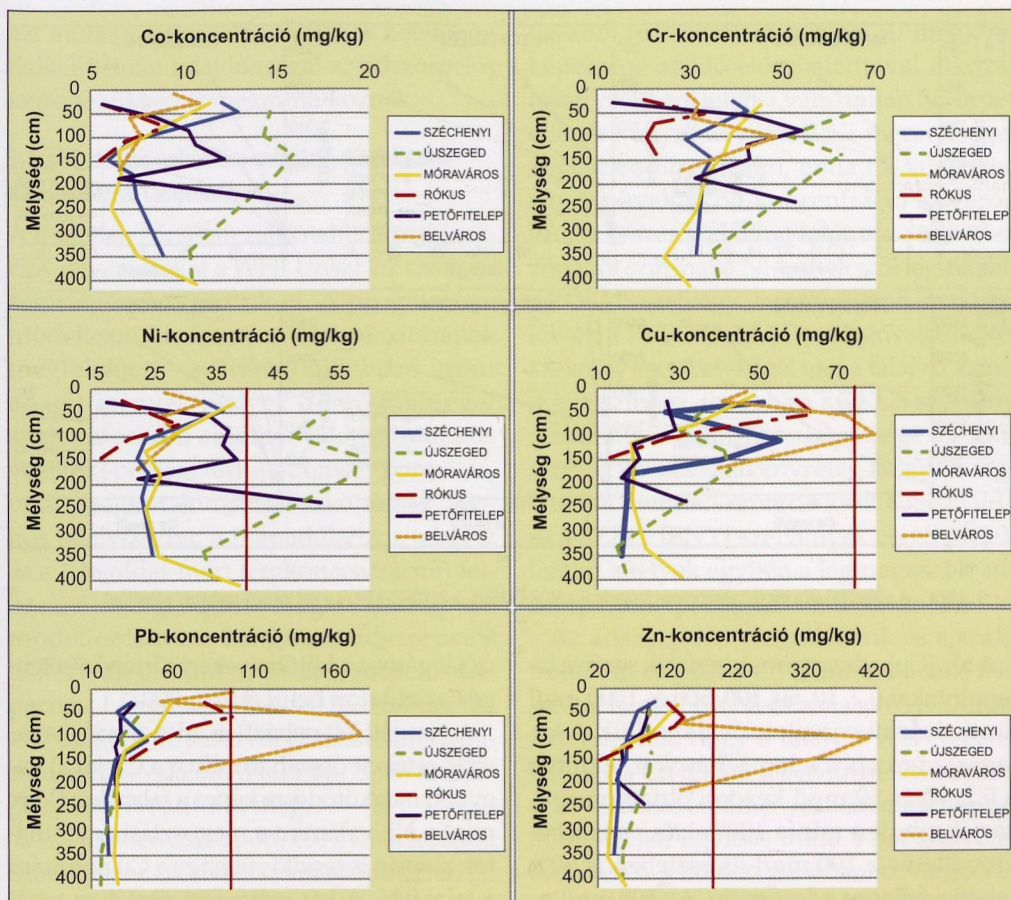
A talajmintákban a talajvízben is mért nehézfémek (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) koncentrációját határoztuk meg. A nehézfémek közül – a talajvízhez hasonlóan – a kadmium koncentrációi minden esetben a kimutatási határ alatt voltak, ezért a további vizsgálatokból ezt az elemet kihagytuk. Annak ellenére, hogy a kobalt koncentrációja egy talajvízmintában sem érte el a kimutatási határt, a talajban jelentékeny a kobalt mennyisége, azonban a krómhoz hasonlóan koncentrációi minden mintában határérték alatt maradtak. A mért komponensek közül nikkellel szennyezett leginkább a talaj, összesen hat mintában lépte át a nikkellel mennyisége a 40 mg/kg-os határértéket. A réz mennyisége egy, a BELVÁROS szelvényből származó mintában haladta meg a 75 mg/kg-os határértéket, azonban a minták felében a rézkoncentráció a 30 mg/kg-os háttér-koncentráció feletti. Az ólom és a cinkkoncentrációk ugyanabban a két mintában (a BELVÁROS szelvényben) lép-

ték át a vonatkozó szennyezettségi határértéket. Kijelenthető a vizsgált talajszelvények alapján, hogy a legszennyezettebb talajvízű kutak környezetében a talaj is nehézfémekkel terhelt. Minden fém esetében a szelvény menti vertikális koncentráció-változás rapszodikus (8. ábra), ami az antropogén hatást tükrözi.

A talajban mért nehézfémek koncentrációi közötti kapcsolatok vizsgálatára nem-paraméteres Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk. Az analízissel szignifikáns, erős pozitív korrelációs kapcsolatot tártunk fel a réz, az ólom és a cink között, amelyeknél minden korrelációs együttható 0,8 feletti. A talajvízhez hasonlóan a talajnál is szoros pozitív korrelációs kapcsolat ($r = 0,918$) található a nikkel és a króm között, továbbá ehhez a párhoz társul a kobalt ($r = 0,873$ és $0,680$) (amely a talajvízben nem volt jelen kimutatható mennyiségben). Ezek a kapcsolatok egybecsengnek a talajvízről kapott összefüggésekkel, miszerint a kalkofil elemek és az átmeneti fémek között volt kimutatható szoros kapcsolat. Ezek alapján e két csoport tagjai együttesen, hasonló térbeli tendenciát követve változnak a talajban és a talajvízben is, amely hasonló geokémiai háttér-folyamatokra enged következtetni.

3.3.2. Az adszorpciós kísérletek eredményei és értékelésük

A talajokban zajló szennyezőanyag-migrációs folyamatok megértéséhez szükséges a talajok adszorpciós tulajdonságainak megismerése. A talajmintákban sztatikus egyensúlyi kísérletek során a talajban lejátszódó nehézfém-adszorpciót vizsgáltuk. A kísérletekhez 20 db, a terepi és laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján reprezentatívan kiválasztott talajmintát használtunk fel. A modellkísérleteket a nikkellel és a rézre végeztük el, mely fémekkel szennyezettek voltak a talajminták. A kísérletek során megmértük az egyensúlyi oldatkoncentrációkat

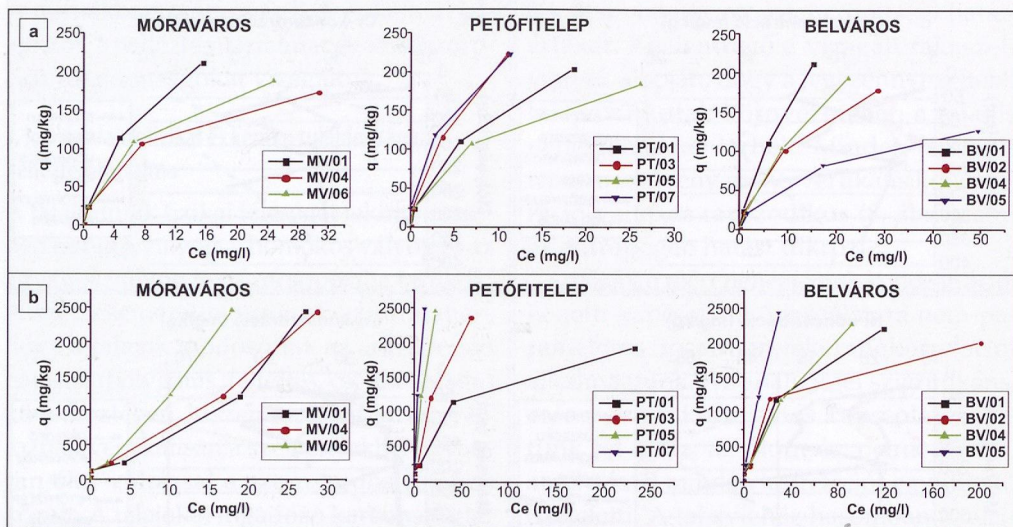


8. ábra – A nehézfém-koncentrációk vertikális megoszlása a talajszelvényekben (a vonatkozó szennyezettségi határérték piros vonallal jelölve)

(C_e) és kiszámoltuk az egyensúlyi adszorbeált fémmennyiségeket (q). A Langmuir-izotermák segítségével megkaptuk az adszorpciós kapacitást (a) és az adszorpciós egyensúlyi állandó (K_d) értékeket.

A nikkel (Ni) adszorpciós kísérletek során a talajmintákat 0,2, 10, 50 és 100 mg/l kezdeti oldatkonzentrációval kezeltük. A kísérletek alapján a legkisebb kezdeti koncentrációt (0,2 mg/l) minden minta 100%-ban megkötötte. A 10 mg/l-es kezdeti koncentráció esetén a fajlagos adszorpció 83,1% és 99,4% között változik. Az 50 mg/l-es kezdeti koncentrációnál már meredeken csökken a minták adszorpciós képessége, a legmagasabb

kezdeti oldatkonzentráció (100 mg/l) esetén pedig a fajlagos adszorpció 50,6 és 89,6% közötti. A kapott egyensúlyi adszorbeált Ni-mennyiségek alapján a szelvényeken belül a rétegek között nagy eltérés van az adszorpciós tulajdonságokat illetően. Az adszorpciós izotermákon (9.a ábra) is jól látszik, hogy a szelvények adszorpciós tulajdonságai igen heterogének, vertikális változásuk rapszodikus. Az izotermák alakja minden esetben az L-típust követi (tehát jól magyarázható a Langmuir adszorpciós izotermával) (Giles et al., 1974), mely a Ni nagy affinitását mutatja a talaj felé az alacsony koncentrációkban (Hinz, 2001).



9. ábra – A nikkel (a) és a réz (b) adszorpciós izotermái a MÓRAVÁROS, a PETŐFITELEP és a BELVÁROS szelvény példáján

A réz (Cu) adszorpciós kísérletek során a talajmintákat 0,2, 10, 50, 100, 500 és 1000 mg/l kezdeti oldatkonzentrációval kezeltük. A fajlagos adszorpciós kapacitásokat tekintve a 0,2, 10 és 50 mg/l kezdeti oldatkonzentrációt minden minta 100%-ban adszorbeálta, illetve a 100 mg/l-es esetében is 90% feletti a fajlagos adszorpció. Az 500 mg/l-es kezdeti oldatkonzentrációnál nem sokat változott ez az arány, azonban az 1000 mg/l oldatkonzentrációt tekintve több mintánál már meredeken csökken az adszorpció határfoka. Az adszorpciós kapacitás változása (9.b ábra) a szelvényeken belül rapszodikus, gyakran a legmélyebb réteg jellemezhető a legnagyobb értékkel. A Ni-hez hasonlítva a Cu adszorpciós állandói jóval magasabbak, amely azzal magyarázható, hogy a Cu mutatja a nehézfémek közül az egyik legnagyobb affinitást a talaj felé és egyben a legkevésbé mobilis nehézfémek közé tartozik (Korte et al., 1976). Az adszorpciós izotermák alakját tekintve négy szelvény esetében L-típusúak. A RÓKUS és a MÓRAVÁROS szelvényénél az izotermák inkább S alakúak, mely arra utal, hogy az oldott anyag szorp-

cióját gátolja a kötőhelyekért történő versengés az oldaton belül (Hinz, 2001).

A vizsgált két nehézfém adszorpciós kapacitás-értékeit összehasonlítva a Cu jóval nagyobb megkötődésre képes a talajalkotókon, mint a Ni, valamint a megoszlási együtthatók alapján is rendkívül nagy a Cu affinitása a talaj felé. A két nehézfém esetében tehát a városi talajok a $Cu > Ni$ adszorpciós sorrendet követték, mely megfelel a szakirodalmi eredményeknek is (Bozsó, 2010; Gomes et al., 2001; Moon et al., 1991). A kísérletek eredményei szerint mind a Cu, mind a Ni adszorpciója jól jellemezhető a Langmuir-féle megközelítéssel a linearizált Langmuir-izoterma illesztő egyeneseinek szórásnégyzete ($r^2 > 0,95$) alapján. A nikkel adszorpcióját a mintákban elsősorban a szervesanyag-tartalom és az agyagtartalom határozza meg, míg a réz esetében a nagyfokú adszorpciós képességért főként a lúgos kémhatás és a magas karbonáttartalom a felelős, mely egybecseng a szakirodalom (Kabata-Pendias, 1993; Kádár, 1991; Usman, 2008) eredményeivel is. A mindkét nehézfémre jellemző adszorpciós tulajdonságok változatossága

azt mutatja, hogy a városi talajok heterogén fizikai-kémiai tulajdonságai az adszorpciók képességükben is megmutatkoznak.

3.3.3. Vertikális nehézfém-migráció modellezése a háromfázisú talajzónában

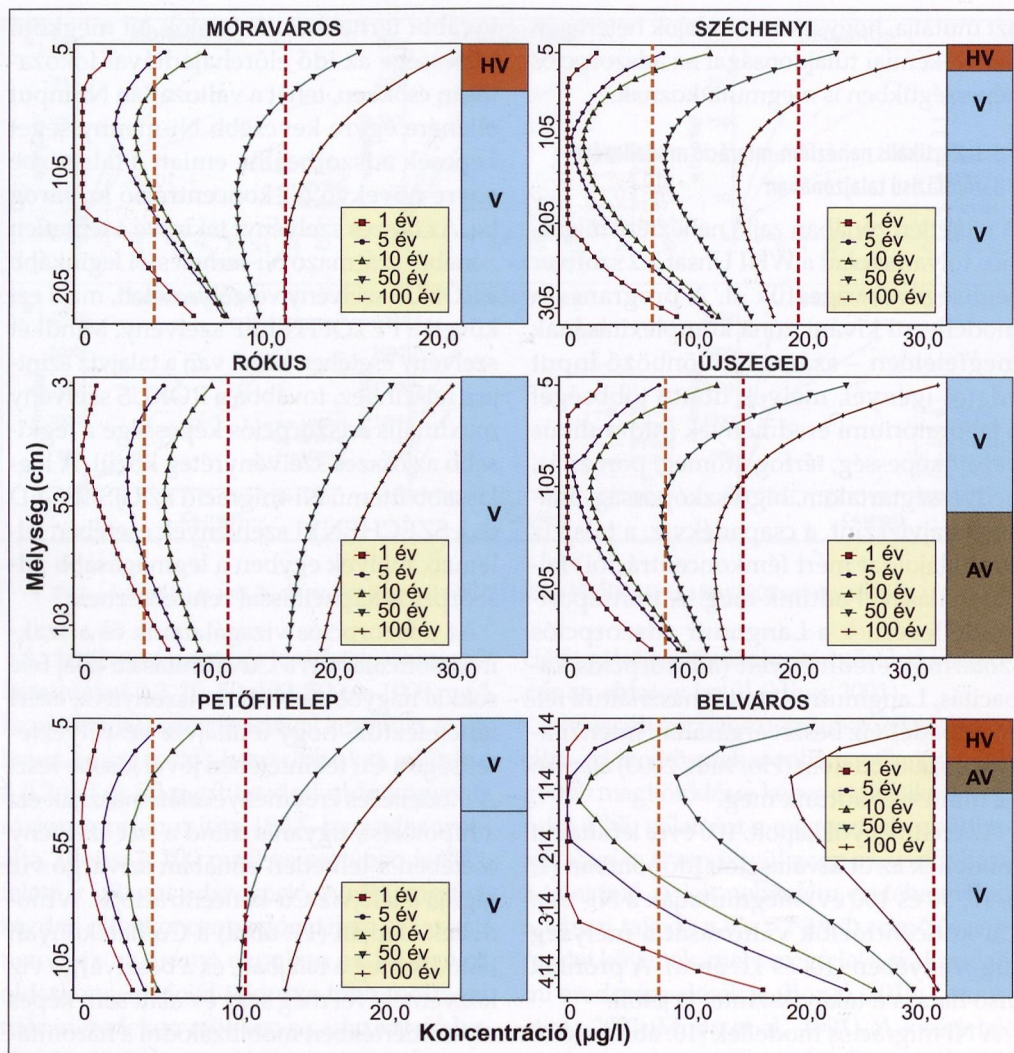
A telítetlen zónában zajló nehézfém migrációs folyamatokat a WHI Unsat 2.2 szoftver segítségével végeztük el. A program – a modellezni kívánt zóna komplexitásának megfelelően – számos különböző input adatot igényel, melyek döntő többségét a laboratóriumi eredmények (hidraulikus vezetőképesség, térfogattömeg, porozitás, nedvességtartalom, higroszkóposság, átlagos talajvízszint, a csapadékvíz, a talajvíz és a talajoldat mért fémkoncentrációi) felhasználásával adtuk meg. A transzportmodellezéshez a Langmuir adszorpciók izotermák eredményeit (adszorpciók kapacitás, Langmuir-állandó) használtuk fel. A csapadékvíz beszívargásának intenzitására a szakirodalom (Horváth, 2003) alapján 72 mm/év-et adtuk meg.

Az eredményül kapott, 100 évre lefuttatott modellek az öt kiválasztott időpontban (1, 5, 10, 50 és 100 év) megmutatják a Ni- és a Cu-koncentrációk változását a mélység függvényében (10. és 11. ábra). A profilok alsó határa a talajvízszintet is jelöli.

A Ni migrációs modellek (10. ábra) elemzésével megállapítható, hogy a megadott peremfeltételek között a szelvényekben már az első évben beszívárog a felső néhány cm-es mélységbe a felszínről érkező Ni-koncentráció egy része, azonban a profilokban döntően az adszorpció jellemző, és a beszívárgó oldat hígítja a talajvizet. A szelvényeknél a felszínről beszívárgó víz közvetítésével mobilizálódó Ni a talajvizet általában csak az ötödik vagy a tizedik évben éri el. A szimulációk alapján a felső rétegekben adszorbeálódik a Ni a legnagyobb mennyiségben, megakadályozva a mélyebb rétegek Ni-lel történő

további terhelését. A talajok Ni megkötő képessége az idő előrehaladtával fokozatosan csökken, tehát a változatlan Ni-input ellenére egyre kevesebb Ni-mennyiséget képesek adszorbeálni, emiatt a talajvízbe egyre növekvő Ni-koncentráció szivárog be. Az összes szelvényt tekintve a telítetlen zónából származó Ni-terheléstől leginkább a RÓKUS szelvény veszélyeztetett, majd ezt követi a PETŐFITELEP szelvény. Mindkét szelvény esetében közel van a talajvíz szintje a felszínhez, továbbá a RÓKUS szelvény maximális adszorpciók képessége a legkisebb az összes szelvényréteg közül. A leglassabb ütemű Ni-migráció az ÚJSZEGED és a SZÉCHENYI szelvények esetében jellemző, melyek egyben a legmagasabb adszorpciók kapacitással rendelkeznek.

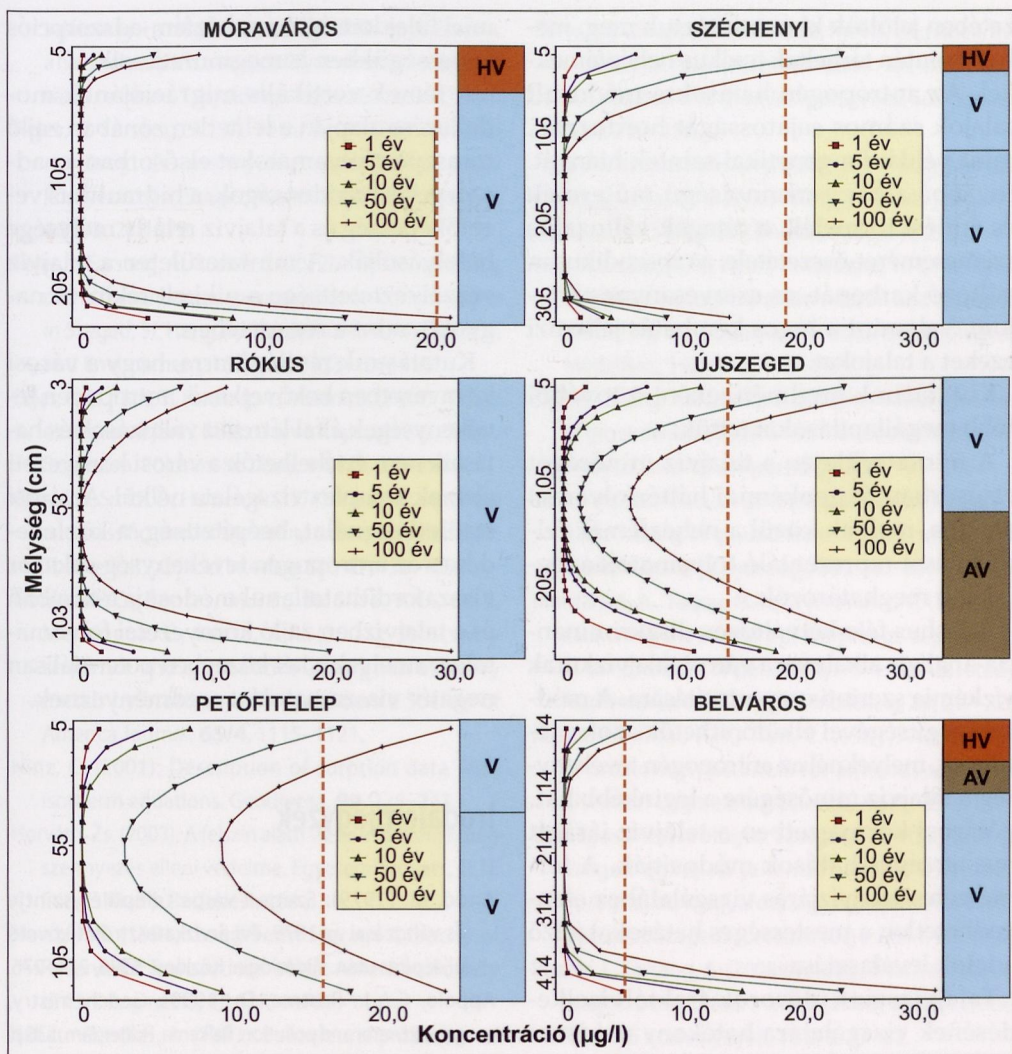
Az adszorpciók vizsgálataink és a szakirodalom alapján a Cu affinitása a talaj felé sokkal nagyobb a Ni-hez viszonyítva, ezért feltételeztük, hogy a talajvíz veszélyeztettsége a Cu tekintetében jóval kisebb lesz. A modellezés eredményei alátámasztják ezt a hipotézist, ugyanis mind a hat szelvény esetében a telítetlen zónában szivárgó víz hígítja a talajvíz Cu-koncentrációját. A modellek alapján (11. ábra) a Cu hatékonyan kötődik meg a talajban, és a beszívárgó víz közvetítésével még száz év alatt sem képes olyan mértékben mobilizálódni a háromfázisú zónából, hogy tovább terhelje a talajvizet. Az eredmények tehát arra utalnak, hogy a talajvíz Cu-szennyezése nem a talajoldatból származik, hanem valamilyen más forrásból (például az ereszcatornák-ból kioldódó rézből). A modellek alapján a szelvények többségében csak a felső néhány cm-be szivárog le a Cu-koncentráció egy része, az alsóbb rétegekben pedig hatékonyan adszorbeálódik a talajalkotók felületén. A szelvények talajvízhez közeli alsó részeiben a magasabb Cu-koncentrációkat a (szennyezett) talajvízből kapillárisan felfelé diffundáló Cu okozhatja.



10. ábra – A szelvények nikkel migrációs modelljei (a szaggatott vonalak a csapadékvíz (narancs) és a talajvíz (piros) nikkel-koncentrációját jelölik) a profilok feltüntetésével (HV: homokos vályog, V: vályog, AV: agyagos vályog)

A változatlan peremfeltételek ellenére az idő múlásával folyamatosan csökken a profilok adszorpciós határfoka, mind a Ni, mind a Cu esetében, tehát egyre növekszik a szivárgó víz nikkel- és réz-koncentrációja. Száz éven keresztül történő input olyan nagy mértékben telíti az adszorpciós felületeket, hogy a beszivárgó víz már deszorpciót idéz elő és a mobilizált nehézfémeket a talajvízbe szállítja. A migrációs

modellek alapján a telítetlen zónában zajló adszorpciós-deszorpciós folyamatokat a nehézfémekre vonatkozóan elsősorban a talajok adszorpciós kapacitása befolyásolja, illetve fontos tényező még a hidraulikus vezetés, valamint a textúra (agyagtartalom). Az adszorpciós vizsgálatok és a modellezés eredményei is alátámasztják, hogy a Cu affinitása jóval nagyobb a talaj felé, mint a Ni esetében, ennek megfelelően a talajvíz ve-



11. ábra – A szelvények réz migrációs modelljei (a szaggatott vonalak a csapadékvíz (narancs) és a talajvíz (piros) nikkelkoncentrációját jelölik) a profilok feltüntetésével (HV: homokos vályog, V: vályog, AV: agyagos vályog)

szélyeztetettsége nagyobb a Ni-terheléssel szemben.

4. Összegzés

A talajvíz minőségi és mennyiségi monitoring- és a talajvizsgálatok eredményei alapján egyértelműen kimutatható, hogy

mind a talajvíz, mind pedig a talajok az antropogén tevékenység és a városi hatások következtében erőteljesen módosultak, tulajdonságaik megváltoztak. Ezek a változások a talajvízrendszert tekintve elsősorban a talajvízjárás módosulásában, a hőmérséklet emelkedésében, a magas összion- és szennyezőanyag-tartalomban mutatkoznak meg. A vizsgált talajszelvényeket a legszennyezettebb talajvízszakasz környe-

zetében jelöltük ki és mintáztuk meg, melyek szintén terheltek toxikus nehézfémekkel. Az antropogén hatásokra módosult talajok számos sajátosságát hordozzák, mint például a genetikai szintek hiányát, továbbá a nagy mennyiségű műtermék és építési törmelék, a rétegek változatos szemcseméret-összetétele, a rapszodikusan változó karbonát- és szervesanyag-tartalom, valamint a lúgos kémhatás jellemzi ezeket a talajokat.

Kutatásunk eredményeként a további főbb megállapításokat tettük:

A mintaterületen a talajvíz minőségét elsősorban öt geokémiai háttérfolyamat alakítja, melyek közül a nehézfémek feldúsulását reprezentáló folyamatok a leginkább meghatározók.

A Fisher-féle kétváltozós diszkriminancia-analízis alkalmas a városi talajvízkutak vízkémia szerinti csoportosítására. A módszer segítségével elkülöníthetők azok a területek, melyeknél az antropogén tevékenység a talajvíz minőségére a leginkább hat.

Városi környezetben a talajvíz járását mesterséges hatások módosítják. A természetes talajvízjárás vizsgálatához elengedhetetlen a mesterséges hatásokat jelző adatok leválasztása.

Talajvízszint idősorok fraktálviselkedésének vizsgálatára hatékony módszer az R/S (*Rescaled Range*) analízis alkalmazása, mely jól adaptálható városi környezetben is. A módszer lehetővé teszi a városokra jellemző, gyakran eltérő tulajdonságú talajvíztestek áramlási tulajdonságainak elemzését, valamint a folyó- és talajvízszint idősorok potenciális hosszú távú memóriájának feltárását.

A mintaterületen a talaj és a talajvíz nehézfém-tartalma között egyértelmű kapcsolatot mutatható ki, mely hasonló geokémiai háttérfolyamatokra utal.

A laboratóriumi adszorpciós kísérletek alapján a városi talajok heterogén fizikai-ké-

miai tulajdonságai a nehézfém-adszorpciós képességükben is megmutatkozik.

A fémek vertikális migrációjának modellezése alapján a telítetlen zónában zajló transzportfolyamatokat elsősorban az adszorpciós tulajdonságok, a hidraulikus vezetőképesség és a talajvíz relatív mélysége befolyásolják. A mintaterületen a talajvíz veszélyeztetettsége a nikkelt tekintve nagyobb, mint a réz esetében.

Kutatásunk rávilágít arra, hogy a városi környezetben bekövetkező, antropogén tevékenységek által létrejött változások és hatásai nem értékelhetők a városi környezeti elemek komplex vizsgálata nélkül. A városi területhasználat, beépítettség, a közlekedés és az antropogén tevékenység sokszor visszafordíthatatlanul módosítja a talajban és a talajvízben zajló környezeti folyamatokat, amelyek a két közegben potenciálisan negatív visszacsatolást eredményeznek.

Irodalomjegyzék

- Andó, M. (1979): Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után. Hidrológiai Közöny, **59/6**, 274–276.
- Appelo, C.A.J., Postma, D. (1999): Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam, 536 p.
- Barótfi, I. (Ed.) (2000): Környezettechnika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 981 p.
- Bozsó, G. (2010): A szegedi Fehér-tó szikes üledékeinek környezetgeokémiai tulajdonságai. Doktori (PhD) értekezés, Szeged, 193 p.
- Dövényi, Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- Dzombak, D.A., Morel, F.M.M. (1990): Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. John Wiley & Sons, New York, 416 p.
- Elek, P., Márkus, L. (2005): Tisza és mellékfolyói vízhozam-adatainak idősoros elemzése. Kutatási jelentés, Budapest, 36 p.
- Fejes, I., Farsang, A., Barta, K. (2013): Antropogén talajok

- sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen. Talajvédelem különszám, 169–178.
- Fejes, I., Farsang, A., M. Tóth, T. (2012a): Talajvíz-minőségi és- mennyiségi monitoring városi környezetben, Szegeden. Földrajzi Közlemények, **136/3**, 254–270.
- Fejes, I., Farsang, A., Puskás, I. (2012b): Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, SE Hungary. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, **7/3**, 119–126.
- Fejes, I., M. Tóth, T., Farsang, A., Muladi, B. (2014): A Tisza és a talajvízjárás hosszú távú kapcsolatrendszere Szegeden. Földtani Közöny, **144/3**, 275–286.
- Giles, C.H., Smith, D., Huitson, A. (1974): A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. Theoretical J. Colloid Interface Sci., **47**, 755–765.
- Gomes, P.C., Fontes, M.P.F., da Silva, A.G., de S. Mendonça, E., Nettó, A.R. (2001): Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by brazilian soils. Soil Science Society of America Journal, **65/4**, 1115–1121.
- Hinz, C. (2001): Description of sorption data with isotherm equations. Geoderma, **99**, 225–243.
- Horváth, Zs. (2003): A felszín alatti víz és a földtani közeg szennyezés elleni védelme. Egyetemi jegyzet, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 104 p.
- Hurst, H.E. (1951): Long-Term Storage Capacity of Reservoirs. Transactions of the American Society of Civil Engineers, **116**, 770–799.
- Kabata-Pendias, A. (1993): Behavioural properties of trace metals in soils. Applied Geochemistry, **8**, 3–9.
- Kaszab, I. (1987): Építésföldtani összefüggések Szeged és környéke felszínközeli üledékeiben. A MÁFI és a Szeged Városi Tanács közös kiadása, Budapest, 113 p.
- Kaszab, I. (2006): Szeged talajvizének geokörnyezeti állapota. In: Galbács, Z. (Ed.): Proceedings of the 13th symposium on analytical and environmental problems. MTA Szegedi Akadémiai Bizottság, Szeged, 270–276.
- Kádár, I. (1991): A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata, Környezet és természetvédelmi kutatások. KTM-MTA TAKI, Budapest, 104 p.
- Korpás, E., Pálmai, M. (1955): Szeged környékének talajföldrajzi vázlata. Földrajzi Értesítő, **4**, 77–86.
- Korte, N.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E., Alseii, B.A. (1976): Trace element movement in soil influence of soil physical and chemical properties. Soil Science, **122**, 350–359.
- Központi Statisztikai Hivatal (KSH) (2014): Magyarország közigazgatási helynévkönyve 2014. január 1. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 255 p.
- Lee, M.-S., Lee, K.-K., Hyun, Y., Clement, T.P., Hamilton, D. (2006): Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. Ecological Modelling, **192/1–2**, 143–159.
- Li, Z.W., Zhang, Y.K. (2007): Quantifying fractal dynamics of groundwater systems with detrended fluctuation analysis. Journal of Hydrology, **336**, 139–146.
- Little, M.A., Bloomfield, J.P. (2010): Robust evidence for random fractal scaling of ground water levels in unconfined aquifers. Journal of Hydrology, **393**, 362–369.
- Montanari, A., Taqqu, M.S., Teverovszky, V. (1999): On estimating the intensity of long-range dependence in the presence of periodicity: An empirical study. Mathematical and Computer Modelling, **29**, 217–228.
- Moon, H., Chul, P.H., Tien, C. (1991): Adsorption of unknown substances for aqueous solutions. Chemical Engineering Science, **46/1**, 23–31.
- Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) (2014): Szeged éghajlati jellemzői. http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Szeged/ (Letöltés ideje: 2014. 03. 19.)
- Puskás, I., Farsang, A. (2008): Városaink talajai: szegedi talajok besorolása a WRB (2006) rendszerébe. Földrajzi Közlemények, **132/1**, 71–82.
- Rakhshandehroo, G.R., Amiri, S.M. (2012): Evaluating fractal behavior in groundwater level fluctuations time series. Journal of Hydrology, **464–465**, 550–556.
- Tremblay, L., Larocque, M., Anctil, F., Rivard, C. (2011): Teleconnections and interannual variability in Canadian groundwater levels. Journal of Hydrology, **410**, 178–188.
- Usman, A.R.A. (2008): The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. Geoderma, **144**, 334–343.
- Welch, A.H., Westjohn, D.B., Helsel, D.R., Wanty, R.B. (2000): Arsenic in ground water of the United States: Occurrence and geochemistry. Ground Water, **38/4**, 589–604.